

DINAMICHE SECONDARIE IN UN PASCOLO ALPINO: RISULTATI DI BREVE TERMINE

Pierik M.E.¹, Bocchi S.¹, Della Marianna G.², Gusmeroli F.²

¹ DiSAA - Università degli Studi di Milano, Facoltà di Scienze Agrarie e Alimentari

² FONDAZIONE FOJANINI DI STUDI SUPERIORI - Sondrio

Riassunto

Gli spazi pastorali alpini hanno perso negli ultimi decenni notevoli superfici a seguito dei processi di intensificazione dei sistemi zootecnici. La cessazione del disturbo antropozoogeno ha innescato dinamiche secondarie nella vegetazione dei pascoli, dinamiche poco studiate nelle Alpi italiane. Per contribuire a colmare questo vuoto, è stato allestito nel 2010 un dispositivo sperimentale in un pascolo della media Valle Camonica. A cinque anni dalla sospensione del pascolamento è stato eseguito un primo controllo sulla vegetazione. I risultati indicano una diminuzione, seppur di lieve entità, della copertura erbacea in favore di quella arbustiva e un cambiamento nel rapporto tra specie erbacee di alta e di bassa taglia. Ciò ha ridotto la biodiversità in termini di ricchezza specifica, migliorando però la struttura, così da lasciare sostanzialmente invariato l'indice di Shannon. Anche il valore foraggero non ha evidenziato evoluzioni significative.

Parole chiave: pascolo alpino, dinamiche secondarie

Abstract

Secondary vegetation dynamics in an alpine pasture: short term results: due to the intensification trends of agricultural practices, a decrease of Alpine pasture areas diffusely occurred in the last decades. In particular, the cessation of human disturbance leads to secondary vegetation dynamics and to changes of pastures' feeding capability. To deepen the knowledge of these issues, a demonstrative site was established within an Alpine pasture in Northern Italy in the year 2010. Vegetation changes were analyzed after five years of grazing exclusion. Short term results indicated slight changes for both herbaceous and shrub canopies, with the first decreasing and the second increasing. Also the ratio between tall and short-sized herbaceous species showed changes. On the other hand, the analysis of biodiversity revealed a significant decrease of species' richness, counterbalanced by an increase of their evenness. The Shannon Diversity Index did not show any significant change, as a consequence. The forage value did not vary significantly, nevertheless the tendency of shrubs to grow indicated a loss of foraging benefits.

Key words: alpine pasture, secondary dynamics

Introduzione

La perdita di superfici prato-pascolive è uno dei fenomeni di maggiore rilevanza nell'attuale scenario rurale alpino (Niedrist et al., 2008; Sturaro et al., 2013). Una delle cause è, senza dubbio, l'intensificazione e industrializzazione dei sistemi di allevamento, che rende economicamente sconveniente e tecnicamente più difficile la loro valorizzazione (MacDonald

et al., 2000; Luoto et al., 2003; Marini et al., 2009). Il ritorno della vegetazione arbustiva e forestale è divenuto così uno degli aspetti più evidenti nella recente evoluzione del paesaggio alpino (O'Rourke, 2006; Gellrich et al., 2008). Quello che era un paesaggio modellato dalla tradizione pastorale attraverso le pratiche di gestione di prati e pascoli (Baudry and Thenail, 2004; Kianicka et al., 2010) appare ora sempre più destrutturato e banalizzato (Sturaro et al., 2005; Marini et al., 2011).

I prati, deputati un tempo alla costituzione delle scorte di foraggio per la stagione invernale, subiscono pesantemente i processi di abbandono e urbanizzazione, solo occasionalmente e localmente contrastati da strategie conservazionistiche (Fava et al., 2010; Monteiro et al., 2013). Non da meno i pascoli, tradizionali fonti di foraggio nei mesi estivi (Sturaro et al., 2013), in disuso o degradati da un sistema zootecnico piegato a logiche di standardizzazione e omologazione industriale del tutto avulse dal contesto alpino (Battaglini et al., 2014) e incompatibili con quella transumanza verticale che era il principale tratto identitario dell'allevamento in montagna (Ruiz e Ruiz, 1986; Orland, 2004; Dodgshon e Olsson, 2007).

I pascoli sono particolarmente pregiati per la loro biodiversità, animale e vegetale (Fischer et al., 2008; Marini et al., 2011) e per altre funzioni di pubblico interesse, quali il contrasto alla chiusura degli spazi e alla propagazione degli incendi (Giupponi et al., 2006; Mottet et al., 2006; Cocca et al., 2012), la prevenzione di fenomeni erosivi, la capacità di intrappolare carbonio organico nel suolo (Gilmanov et al., 2007) e altro. La sospensione del pascolamento, ossia del fattore stabilizzante il cotico erboso, altera molte di queste funzioni, innescando nell'ecosistema dinamiche di tipo secondario, con perdita dei caratteri tipicamente pastorali e ritorno di elementi naturali, erbacei o legnosi in funzione della quota altimetrica (Gusmeroli, 2002).

La Politica Agricola Comune, dopo anni di sostegno all'intensificazione agricola (Tappeiner et al., 2003; Acs et al., 2010), ha assunto consapevolezza del problema, attivando una serie di misure volte alla tutela degli ecosistemi prato-pascolivi, alla loro ri-estensivizzazione e alla ripresa delle pratiche tradizionali, tra cui la transumanza verticale (Fortina et al., 2001; Garzón, 2001; Olea and Mateo-Tomás, 2009). Più di recente sono fioriti studi dedicati alla valutazione economica dei servizi ecosistemici, finalizzati all'introduzione di specifici sistemi di pagamento (PES) (Fischer et al., 2008; Klimek et al., 2008; Lindemann-Matthies et al., 2010).

Il recupero delle fitocenosi pascolive abbandonate può risultare più o meno difficoltoso in relazione allo stadio di avanzamento della dinamica secondaria. La conoscenza di tale dinamica assume quindi molta importanza, offrendo elementi preziosi per la formulazione di adeguate azioni gestionali e correttive. Pochi sono attualmente gli studi disponibili nel contesto delle Alpi italiane, a fronte di una grande variabilità di ambienti. Allo scopo di contribuire a colmare questa lacuna è stato allestito nell'anno

2010, in un pascolo sito in Valle Camonica (Brescia), un dispositivo sperimentale dove, attraverso una recinzione metallica, è stato escluso l'ingresso del bestiame. Nel presente elaborato sono riportati gli effetti osservati sulla copertura vegetale e sulla sua biodiversità a distanza di cinque anni.

Materiali e metodi

L'area di studio è parte del comprensorio ZPS "Foreste di Valgrigna" dell'alpe Rosello di Sopra, in media Valle Camonica (45° 51'N, 10° 16'E). L'area è caratterizzata da clima equinoziale sub-umido, con precipitazioni di 1320 mm annui, temperatura media delle minime di 1.8°C e delle massime a 7.6°C (Hijmans et al., 2005). I pascoli si estendono tra 1254 a 2115 m s.l.m. e insistono su substrati classificabili, secondo la nomenclatura FAO, come Cambisols, Leptosols e Podzols. Questi suoli hanno pH da subacido ad acido e tessitura grossolana, prevalentemente limosa con conglomerati e sabbia. La vegetazione pascoliva è riconducibile agli ordini del *Nardion strictae* (Braun – Blanquet, 1926) e del *Poion alpinae* (Gams, 1936 ex Oberdorfer, 1950). L'alpe è condotta dagli allevatori della zona con bovini di razza Brown Swiss e Pezzata Rossa, ovicaprini e equini di razza Haflinger, per un carico di 0.73 UBA ha⁻¹.

Il dispositivo sperimentale, di superficie pari a 670 m², è stato localizzato a 1731 m s.l.m., su un pendio esposto a Nord, con acclività del 28%. L'appezzamento è stato suddiviso in quattro quadranti, in ognuno dei quali è stato posizionato a random un plot di dimensioni 4m x 4m (A, B, C, D), diviso, a sua volta, in quattro subplot di lato 2m (Fig. 1).

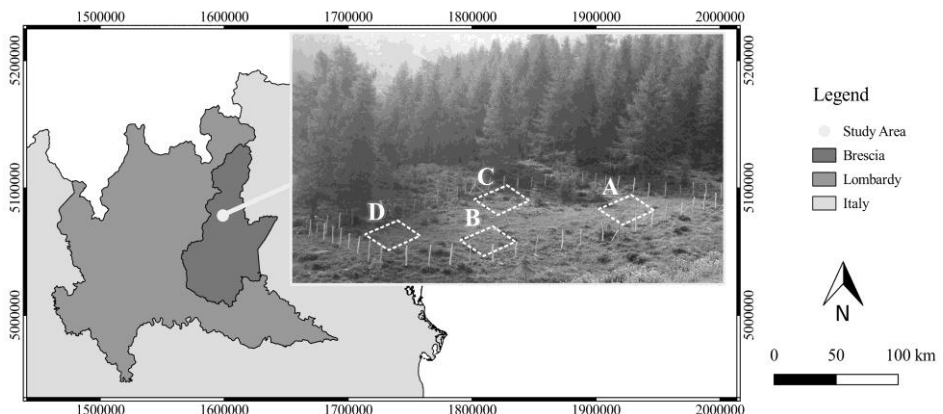


Figura 1: Localizzazione del dispositivo sperimentale e relativi plot

La vegetazione è stata analizzata in ciascuno dei 16 subplot negli anni 2010 (inizio dello studio) e 2015, stimando a vista le percentuali di ricoprimento delle specie suddivise per strato erbaceo e arbustivo. Dai dati di copertura si sono ricavati tre indicatori di biodiversità: la ricchezza floristica, l'Indice di Shannon (Shannon, 1948) e l'indice di Equiripartizione (Legendre e Legendre, 1998). Si è inoltre calcolato il valore foraggero per mezzo degli indici proposti da Klapp e Stählin (Werner e Paulissen, 1987), indici che variano da -1 a 8 (-1 è attribuito alle specie dannose al bestiame, 0 a quelle prive di interesse pastorale e i valori positivi a pabularità crescenti).

La matrice Specie x Rilievi è stata sottoposta a *Non Metric Multidimensional Scaling* (NMDS), uno dei metodi multivariati ricorsivi più robusti per ordinare comunità ecologiche per fattori, in grado di enfatizzare le distanze tra coppie di oggetti (Minchin, 1987). Alla relativa matrice di dissimilarità, ricavata sul coefficiente di Bray-Curtis, è stata applicata un'ANOVA permutazionale (PERMANOVA) per testare l'influenza dei fattori Anni (fisso) e Plot (random) e la loro interazione, sottoponendo gli pseudo-F a 999 permutazioni con il metodo di Monte Carlo. Le percentuali di ricoprimento degli strati di vegetazione e delle specie più importanti, gli indici di biodiversità specifica e il valore foraggero sono stati analizzati mediante ANOVA, sempre a due vie. Tutte le procedure sono state implementate in R (R Core Team, 2014) con l'ausilio del pacchetto R/Vegan (Oksanen et al., 2015).

Risultati e discussione

Nel complesso sono state censite 35 specie vascolari, delle quali 27 erbacee, sei arbustive e due arboree, queste però di taglia ridottissima.

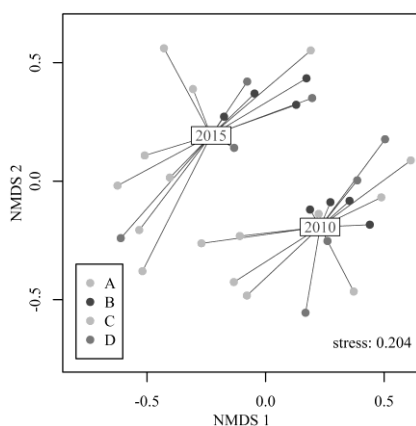


Figura 2: Ordinamento dei subplot lungo i primi due assi di NMDS

L'ordinamento di NMDS lungo i primi due assi (Fig. 2) avviene con un *linear fit* di $R^2=0.75$, valore che attesta una buona rappresentazione dei dati. Le due soglie temporali sono ben separate, per tutti i plot e i subplot, a indicare che a cinque anni dalla sospensione del pascolamento la composizione floristica del cotico si è evoluta in modo generalizzato e significativo, come confermato dalla PERMANOVA, che coglie un effetto statisticamente significativo del fattore Anni ($P<0.001$), ma non dell'interazione Anni x Plot ($P>0.1$).

L'ANOVA sulle coperture degli strati erbaceo e arbustivo e delle singole specie principali è mostrata in Tabella 1. La Figura 3 descrive invece l'andamento degli strati erbaceo e arbustivo nei singoli plot. Nel quinquennio, la copertura erbacea si riduce in favore di quella arbustiva, con una variazione media di 5.7 punti percentuali. Il cambiamento risulta più pronunciato nei plot C e D, dove lo strato erbaceo era in origine già più ridotto, ma la divergenza tra i plot rimane nell'ambito della casualità (interazione Anni x Plot non significativa). Le specie che variano significativamente sono *Nardus stricta*, che diminuisce la sua copertura di 5.8 punti percentuali, e *Festuca rubra*, che la aumenta di 9.2 punti. Altra specie notevole è *Anthoxanthum alpinum*, che vede ridursi la copertura dal 14% al 2%, un calo che tuttavia, causa la difformità tra i Plot, non raggiunge soglie di attenzione statistica. Anche le specie arbustive, tutte in espansione, non sono singolarmente valutate come significative.

Tabella 1: ANOVA per le percentuali di ricoprimento degli strati di vegetazione e ricoprimenti delle specie più significative

Coperture (%)	Medie per anno		Significatività (P)		
	2010	2015	Anni	Plot	Anni x Plot
Erbacea	74.2	68.5	0.04	0.00	0.94
Arbustiva	23.2	28.2	0.08	0.00	0.79
<i>Agrostis tenuis</i>	9.3	8.1	0.52	0.27	0.15
<i>Anthoxanthum alpinum</i>	13.8	1.6	0.06	0.42	0.00
<i>Carex pallescens</i>	10.3	6.4	0.27	0.19	0.00
<i>Deschampsia caespitosa</i>	5.4	9.5	0.18	0.35	0.20
<i>Festuca rubra</i> [aggr.]	1.3	10.6	0.04	0.32	0.00
<i>Nardus stricta</i>	27.1	19.8	0.02	0.65	0.83
<i>Potentilla erecta</i>	5.9	8.7	0.17	0.54	0.01
<i>Rhododendron ferrugineum</i>	7.2	7.6	0.84	0.05	0.47
<i>Vaccinium myrtillus</i>	7.9	10.8	0.07	0.00	0.83
<i>Vaccinium uliginosum</i>	8.1	8.4	0.88	0.20	0.09

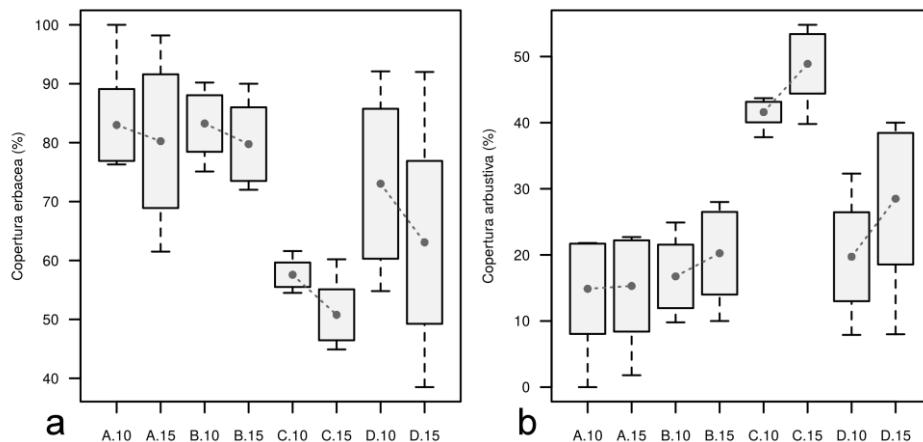


Figura 3: Ricoprimenti percentuali negli strati erbaceo (a) e arbustivo (b) per i quattro plot alle due soglie temporali. Punti e linee tratteggiate rappresentano le medie e il loro andamento

La Tabella 2 documenta gli esiti dell'ANOVA per gli indici di biodiversità specifica e il valore foraggero. L'indice di Shannon diminuisce, ma non in maniera significativa. Ciò è la conseguenza di trend opposti tra la ricchezza floristica e l'indice di equiripartizione, significativi entrambi e omogenei nei plot. La ricchezza peggiora, perdendo in media 4.3 elementi, mentre l'indice di equiripartizione migliora di 0.06 punti. Delle specie presenti in origine, sei scompaiono (*Carex leporina*, *Carex sempervirens*, *Campanula scheuchzeri*, *Hypochoeris uniflora*, *Homogyne alpina* e *Leuchorchis albida*). Fanno invece ingresso due nuovi taxa (*Viola* sp. e *Polygala* sp.).

Il valore foraggero, in generale piuttosto basso, cresce leggermente grazie soprattutto alla parziale sostituzione di *Nardus stricta* e *Anthoxanthum alpinum* con *Festuca rubra*. Il valore numerico e statistico della variazione è tuttavia irrilevante.

Tabella 2: ANOVA per gli indici di biodiversità e il valore foraggero

Anno	Medie per anno		Significatività (P)		
	2010	2015	Anni	Plot	Anni x Plot
Indice di Shannon	3.21	3.13	0.28	0.50	0.69
Ricchezza floristica	17.69	13.38	0.04	0.23	0.09
Indice di equiripartizione	0.78	0.84	0.02	0.10	0.42
Valore foraggero	1.69	2.05	0.054	0.051	0.07

Conclusioni

Lo studio dimostra come, già a distanza di pochi anni, l'interruzione del pascolamento induca apprezzabili alterazioni nell'assetto floristico dei cotici. Le modificazioni riguardano le coperture delle singole specie e degli strati di vegetazione. Le specie erbacee regrediscono nell'insieme, a vantaggio delle specie legnose di tipo arbustivo. Mutano però anche gli equilibri interni alla componente erbacea, con gli elementi di alta taglia che, favoriti da una maggiore capacità di intercettazione della luce (Bahn et al., 1999), tendono a sostituire quelli di bassa taglia. Tali trasformazioni lasciano sostanzialmente inalterato il valore foraggero della fitocenosi, mentre vanno a ridurre la ricchezza floristica, migliorando però l'equilibrio tra le specie.

Questi effetti sulla biodiversità non coincidono sempre con quelli registrati da altri autori. Ad esempio, Mayer et al. (2009) non hanno notato differenze nel numero di specie a sette anni dalla cessazione del pascolamento. Freitas et al. (2014) hanno avuto il medesimo esito a 10 anni, mentre Pardo et al. (2005) addirittura a 19 anni. Deléglise et al. (2011) hanno osservato andamenti contrastanti secondo il tipo di comunità vegetale. Nel caso di pascoli arborati a *Larix decidua*, Nascimbene et al. (2014) hanno rilevato effetti negativi analoghi al caso in esame. Il miglioramento dell'equilibrio tra le specie si può spiegare con il venir meno della struttura a *patches* tipica dei pascoli gestiti in modo non intensivo (Dullinger et al., 2003), conseguenza della riallocazione e concentrazione selettiva dei nutrienti e dell'azione di compattamento del suolo operate dal bestiame (Hobbs e Huenneke, 1992; Körner, 1999; Austrheim e Eriksson, 2001).

In definitiva, nella situazione esaminata, la pur evidente evoluzione della vegetazione a distanza di cinque anni dalla sospensione del pascolamento non ha sostanzialmente compromesso né la biodiversità, né qualità foraggera della fitocenosi, lasciando intatta la possibilità di un agevole ritorno del pascolamento.

Ringraziamenti

Si ringrazia ERSAF (Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e alle Foreste) per aver messo a disposizione l'area di studio e per la posa della recinzione.

Bibliografia

- Acs S., Hanley N., Dallimer M., Robertson P., Wilson P., Gaston K.J., Armsworth P.R., 2010. *The effect of decoupling on marginal agricultural systems: implications for farm incomes, land use and upland ecology*. Land Use Policy 27: 550–563.
- Austrheim G., Eriksson O., 2001. *Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains – patterns and processes and different scales*. Ecography 24: 683–695.
- Bahn M., Wohlfahrt G., Haubner E., Horak I., Michaeler W., Rottmar K., Tappeiner U., Cernusca A., 1999. *Leaf photosynthesis, nitrogen contents and specific leaf area of grassland species in mountain ecosystems under different land-use*. In: *Land-Use Changes in European Mountain ecosystems*. Europäische Akademie Bozen, Blackwell Wissenschafts, Verlag Berlin, 247–255.
- Battaglini L.M., Bovolenta S., Gusmeroli F., Salvador S., Sturaro E., 2014. *Environmental sustainability of Alpine livestock farms*. Italian Journal of Animal Science 13: 431–443.
- Baudry J., Thenail C., 2004. *Interaction between farming systems, riparian zones, and landscape patterns: a case study in western France*. Landscape Urban Plan. 67: 121–129.
- Cocca G., Sturaro E., Gallo L., Ramanzin M., 2012. *Is the abandonment of traditional livestock farming systems the main driver of mountain landscape change in Alpine areas?* Land Use Policy 29: 878–886.
- Deléglise C., Loucougaray G., Alard D., 2011. *Effects of grazing exclusion on the spatial variability on subalpine plant communities: A multiscale approach*. Basic and Applied Ecology 12: 609–619.
- Dodgshon R.A., Olsson G.A., 2007. *Seasonality in European mountain areas. A study in human ecology*. Landsc. Series 7: 85–101.
- Dullinger S., Dirnböck T., Greimler J., Grabherr G., 2003. *A resampling approach for evaluating effects of pasture abandonment on subalpine plant species diversity*. Journal of Vegetation Science 14: 243–252.
- Fava F., Parolo G., Colombo R., Gusmeroli F., Della Marianna G., Monteiro A.T., Bocchi S., 2010. *Fine-scale assessment of hay meadow productivity and plant diversity in the European Alps using field spectrometric data*. Agriculture, Ecosystems and Environment 137: 151–157.
- Fischer M., Rudmann-Maurer K., Weyland A., Stöcklin J., 2008. *Agricultural land use and biodiversity in the alps; how cultural tradition and socio - economically motivated changes are shaping grassland biodiversity in the Swiss Alps*. Mountain Research and Development 28: 148–15.
- Fortina R., Battaglini L.M., Tassone S., Mimosi A., Ripamonti A., 2001. *The shepherd's road: pastoralism and tourism in Piedemonte (NW Italy)*. In: *Recognizing European Pastoral Farming Systems and Understanding their Ecology. Proceedings of the 7th European Forum on Nature Conservation and Pastoralism*. EFNCP Occasional Publication no. 23. Kindrochaid, Isle of Islay, UK.
- Freitas M.R., Roche R.M., Weixelman D., Tate K.W., 2014. *Montane meadow plant community response to livestock grazing*. Environmental Management 54: 301–308.
- Garzón J., 2001. *Importancia de la trashumancia para la conservación de los ecosistemas en España*. Boletín de la Institución Libre de Enseñanza 40–41: 35–60.
- Gellrich M., Baur P., Robinson B.H., Bebi P., 2008. *Combining classification tree analyses with interviews to study why sub-alpine grasslands sometimes revert to forest: a case study from the Swiss Alps*. Agr. Syst. 96: 124–138.
- Gilmanov T.G. et al., 2007. *Partitioning European grassland net ecosystem CO₂ exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis*. Agric. Ecosyst. Environ. 121: 93–120.
- Giupponi C., Ramanzin M., Sturaro E., Fuser S., 2006. *Climate and land use changes, biodiversity and agri-environmental measures in the Belluno Province, Italy*. Environ. Sci. Policy 9: 163–173.
- Gusmeroli F., 2002. *Il processo di abbandono dell'attività pastorale nelle malghe alpine e i suoi effetti sul sistema vegetazionale*. Società Italiana per il Progresso della Zootecnia. 37° Simposio Internazionale di Zootecnia: Zootecnia di Montagna: valorizzazione della Agricoltura Biologica e del Territorio. Madonna di Campiglio (TN), 19 aprile 2002, 31–45.
- Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G., Jarvis A., 2005. *Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas*. International Journal of Climatology 25: 1965–1978.

- Hobbs R.J., Huenneke L.F., 1992. *Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation*. Conservation Biology 6: 324-337.
- Hunziker M., 1995. *The spontaneous reforestation in abandoned agricultural lands: perception and aesthetic assessment by locals and tourists*. Landscape Urban Plan. 3: 399-410.
- Klimek S., Richter gen. Kemmermann A., Steinmann H.H., Freese J., Isselstein J., 2008. *Rewarding farmers for delivering vascular plant diversity in managed grasslands: a transdisciplinary case-study approach*. Biol. Conserv. 141: 2888-2897.
- Körner C., 1999. *Alpine plant life*. Springer, Berlin, Germany.
- Legendre P., Legendre L., 1998. *Numerical ecology*. 2nd English ed. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Lindemann-Matthies P., Briegel R., Schuepbach B., Junge X., 2010. *Aesthetic preference for a Swiss alpine landscape: the impact of different agricultural land-use with different biodiversity*. Landscape Urban Plan. 98: 99-109.
- Luoto M., Pykala J., Kuussaari M., 2003. *Decline of landscape-scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing*. Journal for Nature Conservation 11: 171-178.
- MacDonald D., Crabtree J.R., Wiesinger G., Dax T., Stamou N., Fleury P., Gutierrez Lazpita J., Gibon A., 2000. *Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response*. J. Environ. Manage. 59: 47-69.
- Marini L., Fontana P., Klimek S., Battisti A., Gaston K.J., 2009. *Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps*. Biol. Conserv. 142: 394-403.
- Marini L., Klimek S., Battisti A., 2011. *Mitigating the impacts of the decline of traditional farming on mountain landscapes and biodiversity: a case study in the European Alps*. Environ. Sci. Policy 14: 258-267.
- Mayer R., Kaufmann R., Vorhauser K., Erschbamer B., 2009. *Effects of grazing exclusion on species composition in high-altitude grasslands of the Central Alps*. Basic and Applied Ecology 10: 447-455.
- Minchin P.R., 1987. *An evaluation of relative robustness of techniques for ecological ordinations*. Vegetatio 69: 89-107.
- Monteiro A.T., Fava F., Gonçalves J., Huete A., Gusmeroli F., Parolo G., Spano D., Bocchi S., 2013. *Landscape context determinants to plant diversity in the permanent meadows of Southern European Alps*. Biodiversity Conservation 22: 937-958.
- Mottet A., Ladet S., Coqué N., Gibon A., 2006. *Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: a case study in the Pyrenees*. Agric. Ecosyst. Environ. 114: 296-310.
- Nascimbene J., Fontana V., Spitale D., 2014. *A multi-taxon approach reveals the effect of management intensity on biodiversity in Alpine larch grasslands*. Science of the Total Environment 487: 110-116.
- Niedrist G., Tasser E., Lüth C., Dalla Via J., Tappeiner U., 2009. *Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps*. Plant. Ecol. 202: 195-210.
- O'Rourke E., 2006. *Changes in agriculture and the environment in an upland region of the Massif Central, France*. Environ. Sci. Policy 9: 370-375.
- Oksanen J., Guillaume Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Wagner H., 2015. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.2-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olea P.P., Mateo-Tomás P., 2009. *The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: the case of transhumance and vultures*. Biological conservation 142: 1844-1853.
- Orland B., 2004. *Alpine milk: dairy farming as a pre-modern strategy of land use*. Environ. Hist. 10: 327-364.
- Pardo I., Doak I.F., García González R., Gómez D., García M.B., 2015. *Long-term response of plant communities to herbivore exclusion at high elevation grasslands*. Biodiversity Conservation 24: 3033-3047.
- R Core Team, 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.r-project.org/>
- Ruiz M., Ruiz J.P., 1986. *Ecological history of transhumance in Spain*. Biological Conservation 37: 73-86.
- Shannon E.C., 1948. *A Mathematical Theory of Communication*. The Bell System Technical Journal 27: 379-423, 623-656.
- Sturaro E., Cocca G., Fuser S., Ramanzin M., 2005. *Relationships between livestock production systems and landscape changes in the Belluno province, Italy*. Ital. J. Anim. Sci. 4: 184-186.

- Sturaro E., Thiene M., Cocca G., Mrad M., Tempesta T., Ramanzin M., 2013. *Factors influencing summer farms management in the Alps*. Italian Journal of Animal Science 12: 153-161.
- Tappeiner U., Tappeiner G., Hilbert A., Mattanovich E., 2003. *The EU Agricultural Policy and the Environment: Evaluation of the Alpine Region*. Blackwell, Berlin.
- Werner W. e Paulisen D., 1987. Archivio Programma VegBase. Istituto di Fisiologia Vegetale, Dipartimento di Geobotanica Università di Düsseldorf, 21 pp.